Pêches et Océans Canada | Fisheries and Oceans Canada
Sciences | Science
Région de la Capitale Nationale
Secrétariat canadien de consultation scientifique
Avis scientifique 2012/070

LIGNES DIRECTRICES VISANT À DÉFINIR L'EXPOSITION POTENTIELLE ET LES EFFETS BIOLOGIQUES CONNEXES ISSUS DES TRAITEMENTS DES PARASITES ET DES AGENTS PATHOGÈNES EN AQUACULTURE : BAIN CONTRE LE POU DU POISSON DANS LA BAIE DE FUNDY (NOUVEAU-BRUNSWICK)

Un colorant vert, la fluorescéine, est utilisé pour mesurer le transport et la dispersion des agents thérapeutiques qui sont déversés dans les parcs à filet de saumons de l'Atlantique à la suite d'un bain contre le pou du poisson. (Gracieuseté de Fred Page, MPO, Station biologique de St. Andrews)

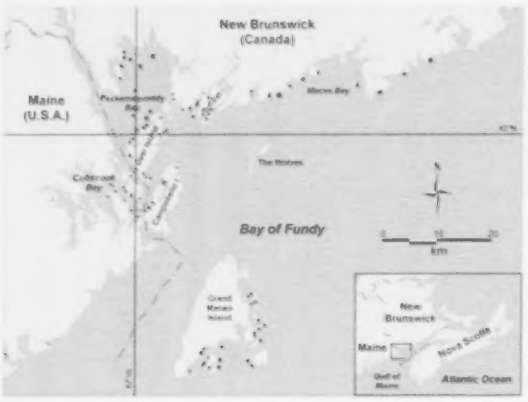

Figure 1. Carte illustrant les exploitations de poissons du sud-ouest du Nouveau-Brunswick qui ont été approuvées en 2010.

Contexte :

Le saumon d'élevage est vulnérable face à des maladies infectieuses virales et bactériennes et à des infestations de parasites, comme le pou du poisson. Le pou du poisson est un ectoparasite qui peut nuire à l'industrie salmonicole et, même si les infestations mineures ne sont pas nocives pour le poisson, les risques de dommages qui peuvent l'affecter augmentent proportionnellement avec l'abondance du pou du poisson. Sans traitement, les taux élevés d'infestation par les poux peuvent nuire à la physiologie et au comportement du poisson et accroître le risque de décès attribuable à des infections secondaires. Pour cette raison, les salmoniculteurs doivent disposer de moyens pour gérer l'abondance du pou du poisson dans leurs parcs à filet.

Les agents thérapeutiques constituent un outil de lutte important pour conter les effets du pou du poisson sur le saumon cultivé. On considère les agents thérapeutiques utilisés dans l'industrie aquacole comme des médicaments ou des pesticides selon la méthode d'application. Les produits appliqués topiquement ou directement dans l'eau sont considérés comme des pesticides alors que les produits administrés par aliments médicamenteux ou par injection, sont considérés comme des médicaments. Les pesticides sont réglementés par l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire (ARLA) en vertu de la Loi sur les produits antiparasitaires, tandis que les médicaments sont régis par la Loi sur les aliments et drogues, laquelle est administrée par la Direction des médicaments vétérinaires (DMV) de

Canada

Santé Canada.

Le présent processus national d'avis scientifique comportait un examen par les pairs de trois documents de recherche visant à définir l'exposition potentielle aux traitements aux pesticides, sous forme de bains, contre le pou du poisson, ainsi que leurs effets biologiques potentiels sur les espèces non ciblées, qui sont utilisés actuellement ou qui l'ont été récemment dans l'industrie aquacole dans la baie de Fundy (Nouveau-Brunswick). Il s'agissait du Salmosan® 50 WP (ingrédient actif [i.a.] : azaméthiphos), de l'Interox-Paramove® 50 (i.a. : peroxyde d'hydrogène) et de l'AlphaMax® (i.a. : deltaméthrine). Ce processus a été lancé pour évaluer les recherches et les analyses qui ont été effectuées jusqu'à maintenant afin de fournir des avis scientifiques aux autorités de réglementation et aux autorités décisionnelles au sein de Pêches et Océans Canada et de l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire.

Le présent avis scientifique découle de la réunion de consultation scientifique nationale du Secrétariat canadien de consultation scientifique de Pêches et Océans Canada, qui a eu lieu les 2 et 3 novembre 2011 à St. Andrews, au Nouveau-Brunswick, portant sur le thème « Définir l'exposition potentielle et les effets biologiques connexes issus des traitements des parasites et des agents pathogènes en aquaculture ». Toute autre publication découlant de cette réunion sera publiée, lorsque disponible, sur le calendrier des avis scientifiques du secteur des Sciences du MPO à l'adresse suivante : http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/index-fra.htm.

SOMMAIRE

Une réunion d'examen interne par les pairs a été organisée pour évaluer les résultats préliminaires de recherches sur trois pesticides utilisés contre le pou du poisson (« bains de traitement ») qui sont utilisés actuellement ou qui l'ont été récemment par l'industrie de l'aquaculture du saumon dans la baie de Fundy (Nouveau-Brunswick), afin de fournir des avis scientifiques aux autorités de réglementation et aux autorités décisionnelles. Il s'agit de la première réunion d'un processus en deux parties qui examine l'exposition potentielle d'organismes non ciblés aux effluents des bains de traitement et les effets biologiques résultant de cette exposition. La deuxième partie du processus, attendue en 2013, aura une portée plus vaste et comprendra un processus complet d'avis scientifique du SCCS. Plus précisément, l'examen par les pairs s'intéressait : 1) aux données de terrain et aux premiers modèles d'exposition potentielle aux pesticides à la suite de bains de traitement; 2) à la toxicité des trois pesticides pour les espèces indigènes non ciblées dans la baie de Fundy (Nouveau-Brunswick), et les diverses étapes de leur cycle de vie; 3) aux estimations préliminaires des effets biologiques potentiels selon le profil d'exposition prévu.

Voici un sommaire des avis et des conclusions formulés au cours de la réunion d'examen par les pairs :

- On a constaté de nombreux facteurs physiques, chimiques, opérationnels ou liés à l'élevage qui peuvent avoir une incidence sur le profil d'exposition à la suite des bains de traitement aux pesticides.
- Selon les études sur la dispersion de colorant, la forme du panache d'agents thérapeutiques qui suit le déversement d'eau traitée à la suite de bains de traitement au moyen de bâches et de bateaux viviers est généralement elliptique. La zone comprise au sein des ellipses associées aux rejets en provenance de bâches augmente avec le temps, comme le montrent les diagrammes d'Okubo sur la diffusion (1971, 1974).
- Les concentrations d'agents thérapeutiques qui sont supérieures au niveau des effets biologiques observés en laboratoire [c.-à-d. la concentration létale (CL_{50}) et la concentration la plus élevée sans effet observé] peuvent s'étendre à partir de la source sur des distances représentant des dizaines à des milliers de mètres (c.-à-d. sur

quelques kilomètres) sur une période de 1 à 3 heures. Ces distances dépendent de la circulation, de la toxicité de l'agent thérapeutique individuel et de la quantité d'agent thérapeutique utilisée.

- Les configurations des déversements à partir des bateaux viviers varient d'un bateau à l'autre. Après le déversement à partir de bateaux dont le déversement se fait horizontalement, le panache suit initialement un jet dynamique type qui se transforme en régime de transport et de dispersion turbulent uniforme.
- Les études en laboratoire montrent que les niveaux de toxicité aiguë (CL_{50} après une heure d'exposition) varient en fonction de l'agent thérapeutique, de l'espèce exposée et de l'étape du cycle de vie.
- Le homard, une espèce à forte valeur commerciale, était résolument plus sensible aux agents thérapeutiques que la crevette de sable et la mysis effilée à l'étude.
- Il existe des données probantes sur les effets potentiels sublétaux et différés chez le homard adulte dus à l'exposition ponctuelle répétée à des concentrations de Salmosan® 50 WP inférieures aux concentrations prescrites pour le traitement.
- Les seuils critiques des effets dont les estimations préliminaires ont été fondées sur le profil d'exposition prévu, selon les concentrations prescrites pour le traitement et les CL_{50} après une heure d'exposition, montrent que l'ampleur potentielle des effets attribuables augmente de l'Interox-Paramove® 50 (ingrédient actif : peroxyde d'hydrogène) au Salmosan® 50 WP (ingrédient actif : azaméthiphos) à l'AlphaMax® (ingrédient actif : deltaméthrine).
- Les estimations de la toxicité potentielle établies en laboratoire et sur le terrain portent à croire que les organismes non ciblés, qui se trouvent dans la zone immédiatement adjacente aux parcs à filet traités, sont exposés à un risque élevé d'effets létaux à la suite de traitements au moyen de bâches à l'AlphaMax® (ingrédient actif : deltaméthrine).
- Étant donné le nombre élevé de variables environnementales et de facteurs liés à l'élevage qui peuvent avoir une influence sur le risque d'incidence, il est recommandé d'élaborer des protocoles de surveillance sur le terrain concernant l'exposition et les effets biologiques des agents thérapeutiques à proximité des sites d'aquaculture en cage parallèlement aux études de toxicité menées en laboratoire.

INTRODUCTION

Dans la baie de Fundy, la salmoniculture côtoie d'autres activités maritimes, notamment la pêche du homard et du hareng. Actuellement, 90 concessions actives d'aquaculture maritime, réglementées par la province du Nouveau-Brunswick, utilisent une stratégie de gestion de la baie pour améliorer l'efficacité des pratiques de gestion de la santé du poisson et de l'environnement.

Tout comme pour les autres systèmes de production d'aliments d'origine animale, il pourrait être nécessaire de traiter les espèces aquacoles contre les maladies, les parasites et les organismes salissants. Même si les pratiques de gestion et d'élevage ont évolué au cours des 20 dernières années, les aquaculteurs misent toujours sur l'utilisation de pesticides et de médicaments (agents thérapeutiques) pour combattre les infestations d'ectoparasites tels que le pou du poisson. Dans l'industrie salmonicole, au sud-ouest du Nouveau-Brunswick tout comme ailleurs au Canada et dans le monde, il est parfois nécessaire de recourir à des agents thérapeutiques pour contrôler l'abondance de poux du poisson sur le saumon atlantique d'élevage.

Au Canada, l'administration d'agents thérapeutiques est réglementée, et il est nécessaire d'obtenir l'ordonnance d'un vétérinaire licencié pour les utiliser. La *Loi sur les aliments et drogues*, la *Loi sur les produits antiparasitaires*, la *Loi canadienne sur la protection de l'environnement de 1999* et la *Loi sur les pêches* (a. 36) constituent les trois principaux outils législatifs qui réglementent les traitements des pathogènes et des parasites du poisson.

Dans le cadre réglementaire mis en place, les agents thérapeutiques utilisés dans le secteur de l'aquaculture sont classés comme médicament ou pesticide selon la méthode d'application. Les produits appliqués topiquement ou directement dans l'eau sont considérés comme des pesticides alors que les produits administrés par aliments médicamenteux ou par injection sont considérés comme des médicaments.

Depuis 2009, trois différents pesticides contre le pou du poisson ont été homologués temporairement à des fins d'utilisation dans le secteur de l'aquaculture dans la baie de Fundy (Nouveau-Brunswick) pour des durées diverses en vertu d'une disposition de la *Loi sur les produits antiparasitaires* permettant l'homologation dans les situations d'urgence. Il s'agissait du Salmosan® 50 WP (ingrédient actif [i.a.] : azaméthiphos), de l'Interox-Paramove® 50 (i.a. : peroxyde d'hydrogène) et de l'AlphaMax® (i.a. : deltaméthrine)[1]. En 2011, on pouvait obtenir uniquement les pesticides Interox-Paramove® 50 et Salmosan® 50 WP dans le cadre d'homologations en cas d'urgence.

Dans le sud-ouest du Nouveau-Brunswick, les bains de traitement peuvent être administrés de trois manières : par l'installation d'une bâche ou d'une toile autour du parc à filet ou en ayant recours à des bateaux viviers. Pour administrer un bain thérapeutique au moyen d'une bâche ou d'une toile, on réduit le volume d'eau dans le parc à filet, soit en l'entourant entièrement d'une bâche imperméable (bâchage) ou en l'entourant d'une toile imperméable jusqu'à une profondeur inférieure à celle des saumons, sans toutefois inclure la partie inférieure du parc à filet. On administre ensuite l'agent thérapeutique pendant la période recommandée, puis on retire la toile ou la bâche et on laisse s'échapper les eaux traitées. Dans le cas des bains de traitement en bateaux viviers, on déplace le saumon d'élevage, au moyen de pompes, dans des chambres ou viviers de traitement dans des bateaux conçus spécialement à cette fin. On administre ensuite l'agent thérapeutique pendant la période recommandée. Une fois le traitement terminé, on déverse les eaux traitées dans l'océan, tout en rinçant simultanément la chambre ou le vivier à l'eau de mer fraîche. Le poisson est ensuite remis dans le parc à filet.

La quantité d'agents thérapeutiques requise pour traiter une seule cage dépend de la méthode d'application. Dans le cas des bains thérapeutiques en bateaux viviers, environ 50 % moins d'ingrédient actif est nécessaire comparativement aux bains de traitement au moyen d'une bâche. Toutefois, il faut habituellement quatre bains de traitement en bateaux viviers pour traiter tous les poissons d'une seule cage, ce qui résulte en quatre profils d'exposition distincts.

Le présent processus national d'avis scientifique comportait un examen par les pairs de trois documents de recherche visant à définir l'exposition potentielle aux traitements aux pesticides, sous forme de bains, contre le pou du poisson, ainsi que leurs effets biologiques potentiels sur les espèces non ciblées, qui sont utilisés actuellement ou qui l'ont été récemment dans l'industrie aquacole dans la baie de Fundy (Nouveau-Brunswick). Ce processus a été lancé pour évaluer les recherches et les analyses qui ont été effectuées jusqu'à maintenant afin de

[1] Le pesticide Interox-Paramove® 50 est utilisé uniquement dans les bateaux viviers au sud-ouest du Nouveau-Brunswick.

fournir des avis scientifiques aux autorités de réglementation et aux autorités décisionnelles au sein de Pêches et Océans Canada et à l'Agence de réglementation de la lutte antiparasitaire.

Un processus complet d'avis scientifique du SCCS sera effectué, afin de mieux définir l'exposition potentielle et les effets biologiques connexes issus des traitements des parasites et des agents pathogènes en aquaculture.

ANALYSE

Facteurs qui influencent l'intensité de l'exposition des organismes non ciblés après les bains de traitement contre le pou du poisson effectués à l'aide de bateaux viviers et de bâches.

L'exposition aux agents thérapeutiques des organismes non ciblés à la suite de bains de traitement contre le pou du poisson dépend de la méthode de traitement, ainsi que de certains facteurs physiques, chimiques, opérationnels et liés à l'élevage, quoique certains facteurs déterminants soient communs aux deux méthodes de bains de traitement. En général, les études sur la dispersion de colorant montrent que la dispersion d'un agent thérapeutique à partir d'un site de traitement revêt une forme elliptique. La zone comprise au sein des ellipses associées aux déversements en provenance de bâches augmente avec le temps, comme le montrent les diagrammes d'Okubo sur la diffusion (1971, 1974).

En ce qui concerne les conditions d'administration des traitements, les bains de traitement au moyen d'une bâche sont limités aux périodes de courants relativement faibles du cycle des marées (0,1 m/s- <0,5 m/s) et aux périodes où le vent et les vagues sont faibles, afin d'éviter que les bâches s'effondrent et emprisonnent les poissons. En comparaison, les bains de traitement en bateaux viviers peuvent être administrés sur un éventail plus large de conditions ambiantes et météorologiques.

Facteurs déterminants

Bains de traitement au moyen de bâches

- Les déversements d'agents thérapeutiques provenant des bains de traitement au moyen de bâches sont des déversements à partir d'une source unique.

Les facteurs opérationnels et liés à l'élevage énumérés ci-après peuvent influer sur le profil d'exposition à la suite de déversements d'agents thérapeutiques issus de bains de traitement au moyen de bâches :

- Dimensions de la cage (c.-à-d. diamètre, volume)
- Quantité de l'agent thérapeutique appliqué et variabilité de la concentration de l'agent thérapeutique attribuable au mélange, complet ou incomplet (c.-à-d. concentration de l'agent thérapeutique au moment du rejet)
- Débâchage (c.-à-d. rapide ou lent)
- Porosité du filet de la cage (c.-à-d. taille des mailles et ampleur de l'encrassement biologique)
- Interruption prématurée du traitement au moyen de bâches en raison de facteurs tels que le manque d'oxygène ou autres préoccupations concernant la santé du poisson

- Abaissement du filet refermé en poche (c.-à-d. que les poissons sont retenus près de la surface ou qu'ils peuvent se déplacer partout dans la cage)
- Proximité et disposition des autres cages et des autres infrastructures de la ferme piscicole

Bains de traitement en bateaux viviers

- Les déversements issus du rinçage ont une taille initialement limitée, un débit continu pendant une période limitée et une concentration de l'agent thérapeutique en diminution au fil du temps

Les facteurs opérationnels et les facteurs liés à l'élevage qui sont énumérés ci-après peuvent influencer le profil d'exposition résultant des rejets d'agents thérapeutiques issus de bains de traitement au moyen de bateaux viviers :

- Volume des viviers
- Angle du tuyau de déversement (c.-à-d. horizontal, vertical ou à un autre angle)
- Diamètre du tuyau de déversement
- Profondeur/hauteur du tuyau de déversement au-dessus de la surface de l'eau ou sous la surface de l'eau
- Débit du déversement (c.-à-d. capacité de pompage)
- Quantité de l'agent thérapeutique appliqué (c.-à-d. concentration de la source)
- Densité de la solution déversée - habituellement la même que celle de l'eau ambiante
- Proximité et disposition des autres cages et des autres infrastructures de la ferme piscicole
- Degré d'encrassement biologique sur les cages de poissons adjacentes aux déversements
- Vélocité du déversement (c.-à-d. pouvant être modifiée par l'exploitant)
- Direction du déversement (c.-à-d. dans les cages ou hors des cages)
- Durée du déversement (l'exploitant et le spécialiste chargé de la supervision de la santé du poisson peuvent fixer la durée du déversement)

Autres observations à la suite de bains de traitement au moyen de bateaux viviers et de bâches :

- Le taux d'augmentation de la taille du panache correspondait davantage aux prévisions si celui-ci ne subissait pas l'influence de l'infrastructure des cages.
- Lorsque l'infrastructure des cages avait une incidence, la taille du panache qui se formait à la suite de bains de traitement au moyen de bâches augmentait plus rapidement après 0 à 60 minutes, puis elle commençait à diminuer et à suivre le rythme prévu par Okubo.

Facteurs déterminants communs aux bains de traitement au moyen de bâches et de bateaux viviers

Les facteurs physiques et chimiques ci-après peuvent influer sur le profil d'exposition à la suite de déversements d'agents thérapeutiques issus de bains de traitement au moyen de bâches et de bateaux viviers :

- Vitesses du courant d'advection (horizontal)
- Taux de mélange des dimensions horizontale (x,y) et verticale
  - Conditions météorologiques, vent et vagues
- Proximité des limites verticales, y compris la stratification verticale, le fond de l'océan et les zones intertidales
- Proximité des limites horizontales, telles que le rivage, le fond et la pycnocline2
- Comportement chimique de l'agent thérapeutique dans l'eau ambiante
- Proximité spatiale et temporelle de multiples bains de traitement

Quels sont les effets biologiques connus du peroxyde d'hydrogène (Interox-Paramove® 50), de l'azaméthiphos (Salmosan® 50 WP) et de la deltaméthrine (AlphaMax®) sur les principaux organismes non ciblés? Les effets biologiques connus peuvent inclure des incidences létales, sublétales et comportementales.

La toxicité a été mesurée au moyen de tests de la CL_{50} et de la concentration la plus élevée sans effet observé $_{létale}$ fondés sur des expositions d'une heure et l'observation des effets létaux 95 heures après l'exposition. On a également inclus les facteurs de dilution requis pour atteindre ces seuils à la suite de l'application de l'agent thérapeutique aux concentrations de traitement recommandées. La CL_{50} illustre la concentration où l'on constate un taux de mortalité de 50 % des sujets à l'étude, tandis que la concentration sans effet observé $_{létale}$ fait référence à la concentration sans effet observé, selon la létalité.

L'Interox-Paramove® 50 (ingrédient actif : peroxyde d'hydrogène [~50 %]) est efficace contre le pou du poisson aux étapes adulte et préadulte de son cycle de vie et sa concentration prescrite pour le traitement est de 1 800 mg/L (en tant qu'ingrédient actif) pendant 20 à 30 minutes, selon les températures de l'eau. La CL_{50} après une heure d'exposition se situait entre 888 mg/L et 1 500 mg/L à des températures de l'eau ambiante de 8 à 12 °C pour les espèces de crustacés à l'étude (homard étape I, homard adulte, mysis effilée et crevette de sable), selon les espèces et l'étape du cycle de vie (concentrations mesurées). La concentration la plus élevée sans effet observé $_{létale}$ après une heure se situait autour de <187 mg/L pour la mysis effilée et la crevette de sable et entre 375 mg/L et 2 100 mg/L pour le homard aux étapes I et adulte, respectivement (concentrations mesurées).

Le Salmosan® 50 WP (ingrédient actif : azaméthiphos [~47 %]) est efficace contre le pou du poisson aux étapes adulte et préadulte de son cycle de vie et sa concentration de traitement

[2] Pycnocline : zone où la densité de l'eau augmente rapidement en réaction à des changements de température et de salinité de l'eau, ce qui a pour effet de séparer les eaux de surface des eaux profondes.

prescrite se situe entre 100 et 150 µg/L (en tant qu'ingrédient actif) pendant 30 à 60 minutes (selon la température). La CL_{50} après une heure d'exposition se situait entre 30 et >100 µg/L, tandis que la concentration la plus élevée sans effet observé $_{létale}$ se situait entre <0,4 et 19 µg/L, selon l'espèce et l'étape du cycle de vie, à des températures ambiantes de l'eau de 8 à 12 °C (concentrations mesurées).

L'AlphaMax® (ingrédient actif : deltaméthrine [1 %]) est efficace contre le pou du poisson à toutes les étapes du cycle de vie et est prescrit à une concentration de traitement de 2 000 ng/L (en tant qu'ingrédient actif) pendant 30 minutes. La CL_{50} après une heure d'exposition se situait entre 0,6 et 27 ng/L, tandis que la concentration la plus élevée sans effet observé $_{létale}$ se situait entre <0,8 et 5 ng/L à des températures ambiantes de l'eau (8 et 12 °C), selon l'espèce et l'étape du cycle de vie (homard [étape I, étape III et adulte], mysis effilée et crevette de sable) [concentrations mesurées].

Dans des conditions opérationnelles, des organismes non ciblés peuvent être exposés à des doses ponctuelles lorsque plusieurs cages d'une exploitation aquacole sont traitées consécutivement. L'exposition ponctuelle répétée au Salmosan® 50 WP (10 µg/L) à des concentrations inférieures aux concentrations prescrites pour le traitement peut entraîner la mort de homards adultes et réduire la capacité de reproduction des survivants. En outre, les études précédentes ont confirmé l'existence de sensibilités saisonnières attribuables à une combinaison de facteurs liés à la physiologie du homard, aux températures de l'eau ambiante et à l'étape du cycle de vie.

Si l'on utilise l'expérience de la baie de Fundy comme modèle, quels sont les effets biologiques prévus sur les espèces non ciblées (c.-à-d. quel est le lien entre le profil d'exposition, y compris la dilution et la durée, et les effets biologiques connus de l'exposition à cette concentration)?

En utilisant les paramètres mesurables de la CL_{50} et de la concentration la plus élevée sans effet observé $_{létale}$ associés à des expositions des espèces à l'étude pendant une heure et à leur observation 95 heures après l'exposition, on a analysé les effets prévus aux concentrations calculées et/ou mesurées que l'on a trouvées dans les études sur le terrain en utilisant les quotients de risque (QR) [concentration d'exposition/concentration de toxicité]. Les QR signalés sont inférieurs, égaux ou supérieurs à 1,0.

Ces calculs comportaient certaines hypothèses, incertitudes et variabilités, lesquelles influencent à divers degrés les quotients. Cette analyse préliminaire suppose que l'exposition est limitée à 10 m à la surface de la colonne d'eau suite à un bain de traitement effectué au moyen d'une bâche et que les calculs sont des indicateurs préliminaires de l'incidence associée seulement aux traitements uniques.

En supposant des expositions d'une heure (sauf indication contraire) et selon les paramètres de l'étude, les résultats préliminaires concernant les espèces de crustacés indigènes soumises à l'étude suggèrent ce qui suit :

Interox-Paramove® 50 (ingrédient actif : peroxyde d'hydrogène)

- Les concentrations utilisées pour le traitement étaient légèrement toxiques pour les espèces non ciblées (c.-à-d. un QR lié à la CL_{50} <1,0, sauf pour la mysis effilée dont le QR lié à la CL_{50} est <2,0).

- Les déversements des bateaux viviers dilueront la concentration d'Interox-Paramove® 50 jusqu'à un niveau où le QR sera <1,0 (c.-à-d. faible potentiel de toxicité).
- On calcule le débit d'eau associé à la dynamique de déversement au jet afin de diluer davantage l'Interox-Paramove 50® et d'abaisser la probabilité de toxicité pour les organismes non ciblés.

Salmosan® 50 WP (ingrédient actif : azaméthiphos)

- À une concentration prescrite pour le traitement de 100 µg/L, le QR lié à la CL_{50} de la toxicité potentielle pour les espèces non ciblées s'établissait à <1,0, sauf pour les homards adultes (3,1); cependant, le QR lié à la concentration la plus élevée sans effet observé $_{létale}$ variait de 5,3 (homards adultes) à > 250 (larves de homard à l'étape I).
- Après le déversement, il a été établi que le QR lié à la CL_{50} pour les homards adultes était >1,0 dans une distance de 100 m à partir de la cage.
- Après le déversement, le QR lié à la concentration la plus élevée sans effet observé $_{létale}$ a été calculé comme demeurant >1,0 à une distance de 100 m à 1 000 m de la cage de traitement, selon l'espèce.
- Dans le cas des bains de traitement en bateaux viviers, le débit de pompage influençait le QR.
- Pendant le rinçage du bateau vivier, le QR lié à la CL_{50} se rapportant aux homards adultes variait de <1,0 (à des débits de pompage ≥100 % de la capacité) à entre 1,0 et 3,0 à des débits de pompage inférieurs; pour toutes les espèces soumises à l'étude, le QR lié à la concentration la plus élevée sans effet observé $_{létale}$ allait de >1,0 à 190 à l'extrémité du tuyau (c.-à-d. au point de déversement).
- Après 20 minutes de rinçage, le QR lié à la CL_{50} visant les homards adultes était <1,0 pour tous les débits de pompage sauf le plus bas (20 % du maximum), tandis que le QR lié à la concentration la plus élevée sans effet observé $_{létale}$ se situait entre 3,0 et 135 pour les deux espèces et les étapes du cycle de vie les plus sensibles (mysis effilée et homard à l'étape I).
- L'entraînement du panache causé par le jet à proximité du terrain, sous l'effet de la dynamique du jet de déversement, diluera davantage la concentration de Salmosan® 50 WP dans l'eau et le panache contribuera aussi à la dilution (de la même manière que le panache de déversement après les traitements au moyen de bâches).

AlphaMax® (ingrédient actif : deltaméthrine)

- Dans des conditions opérationnelles normales, on a observé la mort d'espèces non visées à la suite de leur exposition à l'AlphaMax® (deltaméthrine) à l'intérieur et immédiatement à l'extérieur des cages.
- Les prévisions fondées sur la toxicité observée en laboratoire correspondent à ce résultat, le QR se situant entre 14 et 3 333.
- Il a été établi qu'après le déversement, le QR lié à la CL_{50} demeurait >1,0 à une distance de 275 m à ≥ 2 400 m à partir de la cage, selon l'espèce.
- Après le déversement, le QR lié à la concentration la plus élevée sans effet observé $_{létale}$ a été calculé de manière à ce qu'il reste >1,0 à une distance de 1 000 m à 3 000 m à partir de la cage.

- Concernant les bateaux viviers, les concentrations d'AlphaMax® (deltaméthrine) qui ont été calculées pendant le rinçage dépassaient toutes un QR de 1 lié à la CL_{50} et s'étendaient de 4 à >1 100. Le QR lié à la concentration la plus élevée sans effet observé $_{létale}$ allait de 55 à 2 500, sans égard au débit de pompage ou à l'espèce.
- À la fin de la période de rinçage, le QR lié à la CL_{50} se maintenait bien au-dessus de 1,0 pour tous les débits de pompage, sauf le plus élevé, et les espèces ainsi que les étapes du cycle de vie les moins sensibles, tandis que le QR lié à la concentration la plus élevée sans effet observé $_{létale}$ se situait entre >5 et >1 800.
- L'entraînement du panache causé par le jet à proximité du terrain, sous l'effet de la dynamique du jet déversement réduira le potentiel de toxicité.

Sources d'incertitude

Les différentes hypothèses qui ont été formulées pour estimer les profils d'exposition aux bains de traitement au moyen de bâches ou de bateaux viviers sont exposées dans les documents de recherche et accompagnées de leur importance relative.

Les bateaux viviers de la baie de Fundy utilisent actuellement trois types de déversements au moyen de tuyaux : le déversement horizontal latéral, le déversement latéral à 45 degrés et le déversement à partir du fond de la coque du bateau. Ces études ont porté essentiellement sur les déversements horizontaux latéraux; par conséquent, en guise de première approximation, pour estimer les déversements à partir du fond du bateau, il suffirait de faire pivoter de 45 les résultats obtenus pour les déversements latéraux, et de les faire pivoter de 90 degrés pour les autres configurations.

Il y a de l'incertitude en ce qui concerne le profil d'exposition des bateaux dont les tuyaux de déversement se trouvent dans le fond du bateau; cependant, la bathymétrie du site jouera un rôle important dans la détermination de la probabilité d'interaction avec le milieu benthique. De même, les interactions des agents thérapeutiques avec l'environnement benthique à la suite de déversements issus des bains de traitement au moyen de bâches constituent aussi une source d'incertitude, surtout lorsque les sites sont situés à proximité du rivage ou dans des eaux peu profondes.

Les études de toxicité en laboratoire donnent une idée de la toxicité lorsque les paramètres sont rigoureusement contrôlés. On ignore comment les résultats de ces études s'appliqueront sur le terrain, mais des études initiales ont été entreprises dans le but de trouver des réponses.

CONCLUSIONS ET AVIS

Exposition aux bains de traitement au moyen de bâches

- Les déversements des eaux traitées à partir de cages pourraient être presque instantanés ou s'étendre sur une période allant de dizaines de minutes à quelques heures, selon divers facteurs, notamment le degré d'encrassement biologique de la cage.

- La dispersion du panache de l'agent thérapeutique qui a été observée correspond généralement aux prévisions d'Okubo, une fois que le panache a traversé la cage; sur le terrain adjacent, l'infrastructure des cages peut accroître la dispersion (Okubo 1971, 1974).

- Les distances de transport des eaux traitées à la suite de bains de traitement varient énormément et, selon le site et les conditions du courant, elles peuvent s'étendre sur des dizaines et même des milliers de mètres (c.-à-d. sur quelques kilomètres) sur une période de 1 à 3 heures après le déversement.

- La toxicité relative de l'agent thérapeutique selon le temps écoulé et la distance parcourue déterminera l'étendue de l'incidence sur les organismes non ciblés à proximité et à distance.

Exposition aux bains de traitement au moyen de bateaux viviers

- Chaque déversement à partir d'un bateau vivier est différent en raison des variations dans la concentration cible de l'agent thérapeutique, le milieu récepteur, le débit de pompage et sa durée, ainsi que l'angle et la direction du déversement.

- En raison d'une combinaison de protocoles commerciaux d'exploitation dans le sud-ouest du Nouveau-Brunswick, en vertu desquels les bateaux viviers restent dans les sites d'élevage pendant le déversement, cinquante pour cent (50 %) des déversements latéraux sont dirigés loin des infrastructures aquacoles et 50 % vers les parcs à filet; en conséquence, les profils d'exposition des déversements qui sont dirigés vers les infrastructures aquacoles influent sur la capacité de modéliser l'exposition.

- Les observations dans le cadre de l'étude correspondent à la relation établie en ce qui concerne les rejets en jets.

Effets biologiques

- Le homard, une espèce à forte valeur commerciale, était résolument plus sensible aux agents thérapeutiques que la crevette de sable et la mysis effilée.

- La toxicité d'AlphaMax® (deltaméthrine) pour le homard et d'autres invertébrés est supérieure à celle du Salmosan® 50 WP, qui est à son tour plus toxique qu'Interox-Paramove® 50.

- La sensibilité aux trois agents thérapeutiques dépend de l'espèce et de l'étape de son cycle de vie.

- Il a été démontré que la période de l'année peut avoir une incidence sur la sensibilité du homard adulte au Salmosan® 50 WP en raison d'une combinaison de facteurs liés à la température ambiante et à l'étape de son cycle de vie.

- Des expositions d'une heure à des concentrations de traitement de Salmosan® de 5 % et de 10 % (respectivement 5 µg/L et 10 µg/L) deux fois par semaine ont donné lieu à des taux de mortalité considérables et à une réduction du taux de réussite du frai des homards ayant survécu. Par conséquent, des tests de laboratoire confirment les effets sublétaux et différés à l'exposition à des concentrations de Salmosan® 50 WP inférieures aux concentrations de traitement prescrites.

Exposition et effet

- En se basant sur les résultats préliminaires, on a calculé les quotients de risque (concentration d'exposition/concentration de toxicité) en tant qu'indicateurs de l'ampleur de l'incidence associée à des traitements individuels dans la baie de Fundy. Malgré les hypothèses, les incertitudes et la variabilité qu'elle comporte, cette approche présente un intérêt scientifique.

- D'autres travaux sont nécessaires pour élaborer un modèle tridimensionnel permettant de peaufiner le profil d'exposition et de prévoir les effets potentiels de traitements multiples.

- De façon générale, l'ampleur potentielle de l'incidence dépend de l'agent thérapeutique utilisé : l'exposition et les impacts biologiques potentiels vont en augmentant de l'Interox-Paramove® 50 au Salmosan® 50 WP à l'AlphaMax® (deltaméthrine).

- L'incidence biologique sur les espèces non ciblées qui sont exposées dépend de l'espèce et de l'étape de leur cycle de vie, des conditions environnementales ainsi que des divers autres facteurs déterminants énoncés.

AUTRES CONSIDÉRATIONS

La méthode appliquée dans cette étude consistait à examiner les effets des rejets uniques. Comme les pratiques opérationnelles peuvent entraîner des traitements multiples sur une échelle exprimée en heures et même en jours dans les exploitations aquacoles, des organismes non ciblés pourraient être exposés à plusieurs reprises.

En ce qui concerne la gestion des zones côtières, il sera important d'établir des indices et des niveaux d'effets acceptables pour les environnements comportant de multiples utilisateurs.

Une analyse des approches internationales, y compris de la base scientifique internationale des indices et des indicateurs de résultats, ainsi que des avis scientifiques sur leur applicabilité au Canada permettra de fournir un complément d'information essentiel pour l'analyse des politiques.

À long terme, en se basant sur la littérature scientifique grandissante, il sera peut-être nécessaire d'étudier des options rigoureuses sur le plan scientifique en matière de pratiques d'atténuation réalistes.

SOURCES DE RENSEIGNEMENTS

Le présent avis scientifique découle de la réunion du 2 et 3 novembre 2011 « Définir l'exposition potentielle et les effets biologiques connexes issus des traitements des parasites et des agents pathogènes en aquaculture ». Toute autre publication découlant de cette réunion, y compris le compte rendu et les documents de recherche seront publiées lorsqu'ils seront disponibles sur le calendrier des avis scientifiques du secteur des Sciences de Pêches et Océans Canada à l'adresse suivante : http://www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs/index-fra.htm.

Okubo, A. 1971. *Oceanic diffusion diagrams. Deep-Sea Research* 18: 789–802.

Okubo, A. 1974. *Some speculations on oceanic diffusion diagrams*. Rapp. P.-v. Réun. Cons. int. Explor. Mer 167: 77–85.

POUR DE PLUS AMPLES RENSEIGNEMENTS

Communiquer avec : Jay Parsons ou Ingrid Burgetz
Direction générale des sciences de l'aquaculture
Pêches et Océans Canada
200, rue Kent, Succursale postale 12E239
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

Téléphone : Jay Parsons : 613-990-0278 / Ingrid Burgetz : 613-990-5260

Télécopieur : 613-991-0313

Courriel : Jay.Parsons@dfo-mpo.gc.ca ou Ingrid.Burgetz@dfo-mpo.gc.ca

Ce rapport est disponible auprès du :

Centre des avis scientifiques (CAS)
Région de la capitale nationale
Pêches et Océans Canada
200, rue Kent
Ottawa (Ontario) K1A 0E6

Téléphone : (613) 990-0293
Courriel : csas-sccs@dfo-mpo.gc.ca
Adresse Internet : www.dfo-mpo.gc.ca/csas-sccs

ISSN 1919-5109 (Imprimé)
ISSN 1919-5117 (En ligne)
© Sa Majesté la Reine du Chef du Canada, 2013

An English version is available upon request at the above address.

LA PRÉSENTE PUBLICATION DOIT ÊTRE CITÉE COMME SUIT :

MPO. 2013. Lignes directrices visant à définir l'exposition potentielle et les effets biologiques connexes issus des traitements des parasites et des agents pathogènes en aquaculture : bains contre le pou du poisson dans la baie de Fundy (Nouveau-Brunswick). Secr. can. de consult. sci. du MPO, Avis sci. 2012/070.